

**TARTU ÜLIKOOL  
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT  
ZOOLOOGIA OSAKOND  
LOODUSRESSURSSIDE ÕPPETOOL**

**Geili Pütsepp**

**METSAFRAGMENTIDE LOODUSVÄÄRTUSI  
OHUSTAVAD VÄLISMÕJUD JA NENDE  
PUHVERDAMINE**

Bakalaureusetöö (12 EAP)

Juhendaja: Kadri Runnel, PhD

**TARTU 2019**

# **Infoleht**

## **Metsafragmentide loodusväärtusi ohustavad välismõjud ja nende puhverdamine**

Metsafragmentide looduväärtusi – ohustatud liike, kooslusi ja elupaigatüüpe mõjutavaid välistegureid on mitmeid. Mõjud on omavahel tihedalt seotud ning nende tugevus sõltub metsaserva ilmakaarest, ümbritsevatest aladest ning fragmendi omadustest. Metsafragmentide loodusväärtusi saab välismõjude eest kaitsta puhveralade abil, mis ümbritsevad kaitstavat metsaala eesmärgiga vähendada välismõjusid. Puhverala laius, kuju ning liigiline koostis sõltub kaitstavast loodusväärtusest ning välismõjude tugevustest. Käesoleva töö eesmärgiks on anda kirjanduse põhjal ülevaade metsafragmente ohustavatest välisteguritest ning nende puhverdamise võimalustest.

**Märksõnad:** kaitstav metsafragment, loodusväärtus, puhverala, servaepekt, välismõjud

## **External threats to nature values in forest fragments and their buffering**

The natural values of forest fragments – threatened species, assemblages and habitat types are affected by numerous external factors. These factors are interrelated and depend on cardinal direction of the forest edge, surrounding areas and features of the fragments. Buffer zones, the areas surrounding protected area to mitigate external factors, possess one possibility for protecting the natural values of forest fragments from external impacts. Buffer width, shape and species composition depend on the protected natural value and severity of the external impacts. The aim of this thesis is to provide an overview of studies that describe the external factors that threaten forest fragments and buffering opportunities.

**Keywords:** protected forest fragment, natural value, buffer zone, edge effect, external impacts

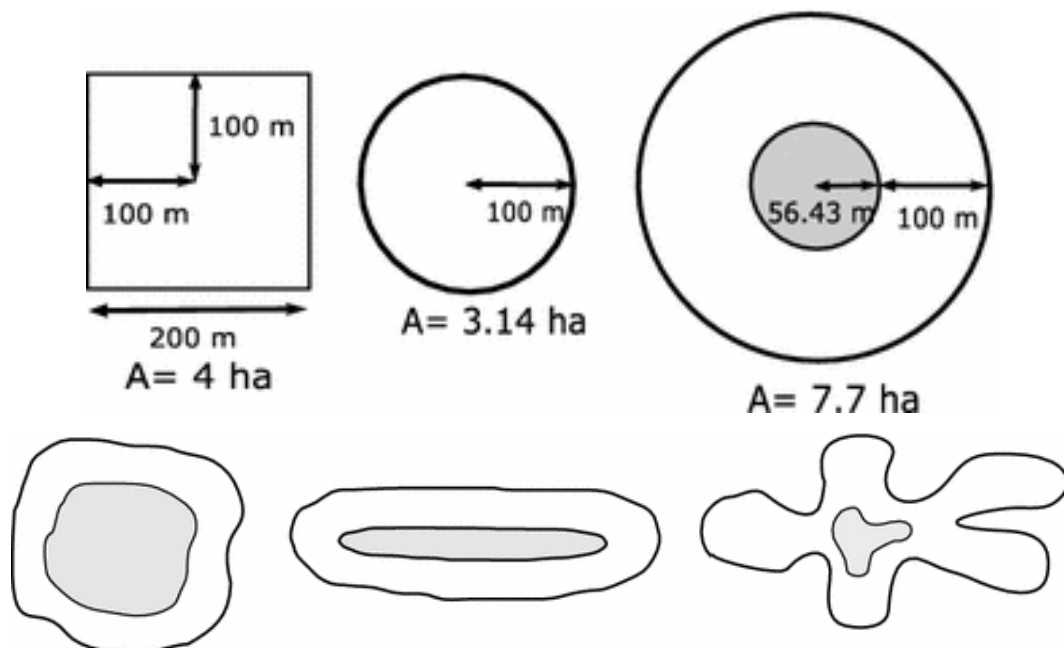
## Sisukord

Infoleht .....	2
Sissejuhatus .....	4
1. Metsafragmente mõjutavad välistegurid .....	8
1.1 Mikrokliima .....	10
1.1.1 Tuul .....	10
1.1.2 Valgus.....	11
1.1.3 Õhutemperatuur.....	13
1.1.4 Pinnasetemperatuur .....	13
1.1.5 Õhuniiskus.....	13
1.2 Saasteained.....	14
1.3 Võõrliigid.....	14
2. Metsafragmentide kaitsmine välismõjude eest.....	16
2.1 Puhvri laius .....	17
2.2 Puhvri kõrgus.....	18
2.3 Puhverala looduslik uuenemine .....	20
2.4 Puhverala istutamine.....	21
Kokkuvõte .....	23
Summary.....	24
Tänuavaldused.....	25
Kasutatud kirjandus .....	26
Lihtlitsents .....	32

## Sissejuhatus

**Metsafragmendid** on kunagisest suuremast metsamassiivist alles jäänud väiksemad metsaalad, mida ümbritseb teistsugune ökosüsteem (Saunders *et al.*, 1991). Metsafragmendid võivad tekkida looduslikult näiteks vulkaanipurske ja metsatulekahjude tagajärjel, kuid kõige sagedamini tekivad need inimtegevuse tõttu – põllu- ja metsamajanduse tagajärjel (Lindenmayer & Fischer, 2006). Näiteks moodustavad Eestis rangelt kaitstavast metsast 7% alla 10 ha suurused tükid ja 21% jäävad vahemikku 10-100 ha (Lõhmus, 2016). Mitmed neist väikestest metsakaitsealadest asetsevad raiesmike või põldude vahel, seetõttu võib neid käsitleda metsafragmentidena, ülejäänud on aga potentsiaalsed metsafragmendid, kui raiutakse neid ümbritsev majandusmets. Nii Eestis kui lähiriikides kaitstakse vanametsafragmente majandusmetsamaastikus enamasti **vääriselupaikadena**, nii nimetatakse metsaalasid, kus on suur tõenäosus kitsalt kohastunud, ohustatud, ohualdiste või haruldaste liikide esinemiseks (Riigi Teataja, 2006).

Oma väiksuse tõttu on metsafragmendid potentsiaalselt ohustatud **välismõjudest**. Välismõju esinemise ja ulatuse järgi võib metsafragmendi pindala tinglikult jaotada servamõjuliseks alaks ja tuumalaks. **Servamõjuline ala** on ala, mille ökoloogilised ja mikrokliimalised näitajad on muutunud ning kõikuvad võrreldes tuumalaga, piirneva teistsuguse ökosüsteemi mõjude tõttu (Lindenmayer & Fischer, 2006). Serva osakaal sõltub ka fragmendi kujust ja suuruselt (joonis 1), ning reaalsuses on enamus väiksemate metsafragmentide pindalast servamõjuline. Kui aga fragmendi pindala jääb alla 1 ha on see täielikult välisteguritest mõjutatud (Esseen, 1994). Nii leiti näiteks Rootsis, et kui servamõju ulatus on 75m, siis on uuritud vääriselupaikade kogupindalast (N=1533, mediaanpindala 4.6 ha) kokku vaid 19% välismõjudest puutumata (Aune *et al.*, 2005). **Tuumala** on suurim korrapäraste ruutude ja ringide puhul ning väiksem piklike ja väga ebakorrapäraste sopiliste kujundite puhul (Franklin & Forman, 1987).

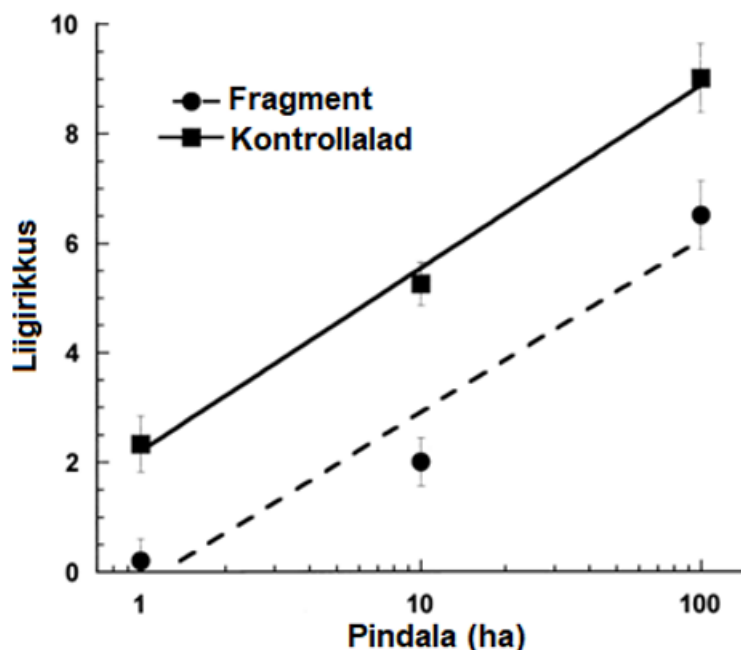


Joonis 1. Tuumala (joonisel hall) osakaalu seos fragmendi suuruse ja kujuga. Korrapärase kujuga alad, näiteks ring, on suurema tuumala osakaaluga kui piklikud või sopilised alad (Neto *et al.*, 2017).

Fragmentide serva- ja tuumala võivad pakkuda elupaika erinevatele kooslustele. Metsafragmentide servades leiavad sageli elupaiga liigid, mis loodusmaastikes enamasti asustavad metsahäilusid, pioneer- ning ka võõrliigid (*eg. Davies-Colley et al.*, 2000). Seetõttu muutuvad servas ka interaktsioonid liikide vahel – võõrliigid konkureerivad pärismaiste taimedega ning võivad kaduda teiste liikide püsijäämiseks olulised liigid (Murcia, 1995). Servaaladel asetleidvate muutuste suhtes tundlikke liike nimetatakse **tuumala liikideks**, ning sõltuvalt metsafragmentide suurusest ja servamõjulise ala osakaalust, võib selliste liikide arvukus metsafragmentides väheneda (*eg. Laurance et al.*, 2002). Ekstreemsematel juhtudel võib sellistele liikidele ka väikseim välismõju, näiteks suurenenud temperatuurid ja kuivem kasvukeskkond, olla letaalne (Saunders *et al.*, 1991).

Tuumalale iseloomulike liikide hulk on seotud ala pindalaga ning lähedalasuvate teiste fragmentide või suurema metsa kaugusega. Saarte biogeograafiast on teada, et mida väiksem ning kaugemal mandrist on saar, seda vähem on seal liike (MacArthur & Wilson, 2001). Sama võib väita ka metsafragmentide kohta, kuna toimub lokaalne väljasuremine ning puudub migratsioon lähedalasuvatest suurematest populatsioonidest. Tuumala liike on sama suurtes pideva metsa alades rohkem kui fragmentides (joonis 2) (*eg. Laurance et al.*, 2002). Väiksematest fragmentidest kaovad tuumalale iseloomulikud liigid kiiremini, kuna sobilikke elupaiku on vähe, väike ala ei suuda hoida elujõulist populatsiooni (Pimm,

1998). Näiteks, väga väikeses (kuni 10ha suurustes) fragmentides märgati Amazonases mardikate arvukuse järsku muutust juba 2 aastat peale ala isoleerimist ümbritsevast metsast ning ka teiste liigirühmade vähenemine oli kiirem võrreldes näiteks 100ha suuruste aladega (Laurance *et al.*, 2002).



Joonis 2. Tuumaladele iseloomulike liikide esinemine metsafragmentides ja sama suurtel pideva metsa aladel, üheksa tuumaladele iseloomuliku linnuliigi põhjal Amazonases (Laurance *et al.*, 2002).

Metsafragmendi kujust ja suurusest lähtuvaid välismõjusid on võimalik vähendada luues fragmentidele efektiivseid puhveralasid. **Puhverala** on ala, mis ümbritseb kaitstavat metsaala eesmärgiga vähendada välismõjusid (Lindenmayer & Fischer, 2006). Puhveralade eesmärk on kaitsta metsafragmentide tuumala omadusi ning nende rajamisel tuleks arvesse võtta nii ümbritsevate alade kui ka konkreetse tuumala omadusi, kuju, suurust ja fragmendi asukohta (Murcia, 1995). Puhveralade olulisust metsafragmentide kaitsel on teaduskirjanduses rõhutatud juba alates 1970ndatel (Martino, 2001). Samas esineb metsapuhvrite käsitlemisel teaduskirjanduses suuri puudujääke (Prins & Wind, 1993; Martino, 2001). Täpsemalt võib välja tuua konsensuspuudumise puhvrite eesmärgi osas ja praktilisi järeldusi võimaldavate servamõjude puhverdamise efektiivsust mõõtvate eksperimentaalsete uuringute puudumise (Martino,

2001). Nende puudujääkide tõttu pole ka ühtseid teaduspõhiseid soovitusi puhveralade loomiseks metsafragmentide kaitseks, see on suur erinevus näiteks hästi väljaarendatud teoreetilistest ja praktilistest käsitlestest jõgede ja seisvate veekogude metsaga puhverdamiseks välismõjude eest (eg. Henshaw & Ursic, 2012).

Käesoleva töö eesmärk on aidata kaasa teaduspõhiste soovitude koostamisele metsafragmentide kaitseks. Selleks otsitakse kirjanduse analüüsil vastust küsimustele: (1) milles seisnevad peamised servamõjud, mis ohustavad metsafragmendi tuumalade loodusväärtusi ja (2) millised on teaduspõhised soovitud servamõjude puhverdamiseks, et suurendada tuumala osakaalu. Eelistatult otsiti eksperimentaalseid tõendeid puhvrite mõju kohta, kuid nende puudumisel sünteesiti servamõju olemust kirjeldavate tööde tulemusi.

# 1. Metsafragmente mõjutavad välistegurid

Inimtekkelise servamõju peamisteks komponentideks on mikrokliima ning taimeistiku struktuurimuutused, saasteainete levik ning võõrliikide sissetung (Brothers & Spingarn, 1992; Chen *et al.*, 1995; Boutin & Jobin, 1998; Lindenmayer & Fischer, 2006;). Servamõjud on oma olemuselt kompleksed: erinevad mõjud kombineeruvad sageli omavahel ning mõjude ulatus sõltub mitmetest erinevatest asjaoludest, näiteks: fragmendi geograafilisest asukohast, selle suurusest ja kujust, avatud serva ilmakaare suunast ja pikkusest, piirneva keskkonna tüübist ning fragmendis olevatest liikidest.

Siinses töös keskendutakse servast tulenevale mikrokliima, sh tuule, õhu- ja pinnasetemperatuuri, niiskuse ja valguse ning saasteainete ja võõrliikide mõjule, kuna neid peetakse kõige sagemini esinevateks ja suurema ulatusega servamõju teguriteks (Brothers & Spingarn, 1992; Chen *et al.*, 1995; Boutin & Jobin, 1998). Eri tüüpi metsades on välistegurite ulatused erinevad (Tabel 1).

Tabel 1. Servades toimuvate muutuste tugevus erinevates riikides ja metsatüüpides

Faktor või mõju	Asukoht	Metsatüüp	Mõju ulatus (m)	Viide
<b>Tugevam tuul</b>				
	USA	ebatsuuga mets	>240	(Chen <i>et al.</i> , 1995)
	Saksamaa	okasmets	85	(Schmidt <i>et al.</i> , 2019)
	Uus-Meremaa	laialehine mets	40	(Davies-Colley <i>et al.</i> , 2000)
<b>Võra kahjustus (tuul)</b>				
	USA	parasniiske segamets	550	(Michels, <i>et al.</i> , 2017)
	Austraalia	vihmamets	150	(Laurance, 1991)
	Kanada	okasmets	55	(Burton, 2002)
	USA	segamets	40	(Gehlhausen <i>et al.</i> , 2000)
	Kanada	papli-segamets	20	(Harper & Macdonald, 2002)
<b>Valgus</b>				
	Kanada	okasmets	70	(Burton, 2002)
	USA	ebatsuuga mets	60	(Chen <i>et al.</i> , 1995)
	Uus-Meremaa	lehtmets	50	(Denyer <i>et al.</i> , 2006)
	Austraalia	lehtmets	10-30	(Dignan & Bren, 2003)



	Uus-Meremaa	laialehine mets	5	(Davies-Colley <i>et al.</i> , 2000)
	Lõuna-Korea	segamets	5	(Li <i>et al.</i> , 2018)
<b>Noorte puude hulk (valgus)</b>				
	USA	parasniiske segamets	625	(Michels <i>et al.</i> , 2017)
	Kanada	okasmets	70	(Burton, 2002)
	Kanada	papli-segamets	60	(Harper & Macdonald, 2002)
<b>Männi radiaalkasvu vähenemine</b>				
	Kanada	okasmets	45	(Burton, 2002)
<b>Õhutemperatuur</b>				
	USA	ebatsuuga mets	60-240 <sup>1</sup>	(Chen <i>et al.</i> , 1995)
	Uus-Meremaa	laialehine mets	40 <sup>2</sup>	(Davies-Colley <i>et al.</i> , 2000)
	Brasiilia	vihmamets	20	(Ewers & Banks-Leite, 2013)
	Uus-Meremaa	lehtmets	20	(Denyer <i>et al.</i> , 2006)
	Lõuna-Korea	segamets	10	(Li <i>et al.</i> , 2018)
	USA	segamets	10	(Gehlhausen <i>et al.</i> , 2000)
<b>Pinnasetemperatuur 10 cm sügavusel</b>				
	USA	ebatsuuga mets	60	(Chen <i>et al.</i> , 1995)
	Uus-Meremaa	laialehine mets	10	(Davies-Colley <i>et al.</i> , 2000)
	Lõuna-Korea	segamets	10	(Li <i>et al.</i> , 2018)
<b>Õhuniiskus</b>				
	USA	ebatsuuga mets	240	(Chen <i>et al.</i> , 1995)
	USA	segamets	80	(Gehlhausen <i>et al.</i> , 2000)
	Uus-Meremaa	laialehine mets	40	(Davies-Colley <i>et al.</i> , 2000)
	Lõuna-Korea	segamets	20	(Li <i>et al.</i> , 2018)
<b>Häiringulembeste liikide sissetung</b>				
	Austraalia	vihmamets	500	(Laurance, 1991)
<b>Võõrliigid</b>				
	USA	laialehine segamets	20-60 <sup>3</sup>	(Fraver, 1994)
	USA	pöogi-vahtramets	<5	(Brothers & Spingarn, 1992)
<b>Pestitsiidid</b>				
	Inglismaa	pöögimets	10	(Gove <i>et al.</i> , 2007)

<sup>1</sup> öösel ja päeval; 2 m kõrgusel maapinnast

<sup>2</sup> 1,5 m kõrgusel maapinnast

<sup>3</sup> põhjaservas ja lõunaservas

## 1.1 Mikrokliima

Mikrokliima mõjurid on omavahel tihedas seoses ning vähendades ühe teguri mõju on võimalik vähendada ka teisi. Põhilisteks mikrokliima teguriteks on tuul, valgus, õhutemperatuur, pinnatemperatuur ning niiskus. Nende tegurite erinevus servas, võrreldes tuumalaga, võib ulatuda kuni mitmesaja meetri kaugusele fragmendi siseosasse, kuid täpne mõjuulatus sõltub, mõjurist, kohalikest oludest, näiteks serva ilmakaarest, kohalikust kliimast ning pinnamoest (Lindenmayer & Fischer, 2006). Näiteks: avatud ning pinnamoelt tasastes kooslustes on tuulekiirus suurem kui ebatasasel või kõrgete taimedega kaetud alal (Davies-Colley *et al.*, 2000). Välismõjudest tekkivad mikrokliima erinevused on kõige tugevamad just selgetel, kuumadel ja/või tuulistel päevadel, kuna siis on serva mikrokliima erinevused metsa sisemusega võrreldes suurimad (*eg. Chen et al.*, 1995).

### 1.1.1 Tuul

Üheks tugevamaks metsafragmente ning nende struktuuri muutvaks teguriks peetakse tuult (*eg. Davies-Colley et al.*, 2000). Avatud maastiku tuulisus põhjustab sageli olulisi muutusi metsafragmendi serva struktuuris. Tuul avab võrasid, suurendades seeläbi kiirguse hulka, mis omakorda soojendab õhku ning pinnast, soojem õhk aga kuivatab maapinda (*eg. Chen et al.*, 1995). Lisaks levivad tuule abil pestitsiidid, väetised, õhusaaste ning võõrliikide seemned ning eosed.

Tuule mõju sõltub metsatüübist, aastajast ja ilmakaarest ning väheneb servast eksponentsiaalselt (*eg. Chen et al.*, 1995). Näiteks, tugevamate tuulte korral oli USA ebatsuuga metsas tuumalaga võrreldes õhuliikumine suurem ka üle 240m kaugusel metsaservast (Tabel 1) (Chen *et al.*, 1995). Tuule mõju on suurim servades, mis avanevad sellesse ilmakaarde, kust on antud paiga valdavad tuuled (*eg. Burton*, 2002). Eestis on valdavad tuuled lõuna- ja läänekaartest, kõige levinum on aga edelatuul (Enno, 2012). Seega oleks oluline ka Eestis puhvreid rajades silmas pidada just fragmentide edela servasid.

Servas on tavaliselt tuule tõttu keskmine võra kõrgus väiksem kui tuumalal ja võra tihedus ning katvus ebaühtlasem (*eg. Oosterhoorn & Kappelle*, 2000). Näiteks Kanada okasmetsades, vähenes ülarinde võra tihedus servas võrreldes tuumalaga 19 - 46%, sõltuvalt ilmakaarest. Lisaks oli servades oluliselt rohkem tuuleheidet ja murdu kui tuumaladel: põhjaservas 27% ning lõunaservas isegi kuni 216% rohkem kui tuumalal

(Burton, 2002). Tuule tõttu muutunud struktuuri erinevusi on märgatud 20 – 550 m servast (Tabel 1).

Tuule tõttu tekkinud struktuuri muutused metsa servas jäävad märgatavaks pika aja vältel, kuid nende olemus muutub ajas. Näiteks: kiire taastumisvõimega Kanada paplisegametsa servaaladel nähti ka 16 aastat hiljem võra katvuses olulist erinevust võrreldes tuumalaga (Harper & Macdonald, 2002). Primaarne vastus ehk puude suremus ja okste murdumine on reeglina lühema ala peal servast kui sekundaarne vastus ehk noortaimede kasv (eg. Harper & Macdonald, 2002). Esimestel aastatel on näha servas suurenenud puude suremus, maas on rohkem murdunud oksti ja tuulemurdu või heidet (eg. Harper & Macdonald, 2002). Samas, võib vanemates servades teatud tüüpi kõdupuitu olla hoopis vähem kui tuumalal: näiteks on leitud, et 16 a vanas paplimetsa servas oli tuumalaga võrreldes oluliselt vähem püstist kõdupuitu. Vähene püstise kõdupuidu osakaal vanemates servades võib tuleneda sellest, et serva tekkega suureneb lühiajaliselt puude suremus ja nende maha langemine ning vanemas servas poe enam nii palju vana puitu, mis võiks püstiselt surra (eg. Harper & Macdonald, 2002). Servaalade muutust ajas mõjutab troopilistes metsades ka näiteks niiskuse hulk, kuna lehtede lagunemine on madalama niiskushulga tõttu aeglasem väheneb idandite elujõulisus (Laurance *et al.*, 2002). Vähene pealekasvu hulk võib aga takistada loodusliku võsapuhvri teket.

Enim heidab tuul pikki ja peenikesi ning madala juurestikuga puid. Näiteks madala juurestikuga kuuski: Kanadas oli 46% kuuskedest servast esimese 10m jooksul maha kukkunud (Burton, 2002). Samas oli allesjäänud vanemate mändide radiaalkasv võrreldes tuumala puudega palju väiksem. Kuna aga tuule kahju kannatasid just pikemad ja peenemad puud, siis võib arvata, et servades jätkub puude langemine. Männi radiaalkasvu vähenemist oli märgata kuni 45m servast sisemuse poole. Seda fenomeni ei osanud seletada ka töö autorid (Burton, 2002).

### **1.1.2 Valgus**

Juhul kui metsafragment piirneb avatud maastikuga on oluliseks servamõju komponendiks valguskiirgus, mille hulka suurendavad omakorda ka tuule tekitatud struktuuri muutused servaalal. Üldiselt on metsaservas valgust rohkem kui siseosas: lühilainelise kiirguse maksimum on servas, ning väheneb eksponentsiaalselt metsa sisemuse poole (eg. Chen *et al.*, 1995). Valgustingimuste muutuse ulatus sõltub mitmetest kohalikest asjaoludest, näiteks serva ilmakaarest ja metsatüübist ning on lisaks erinev

erinevatel kõrgustel maapinnast (Tabel 1). Valguse rohkus mõjutab aga õhu- ning pinnasetemperatuuri (eg. Burton, 2002).

Valguse erinevuse ulatus võrreldes tuumalaga oleneb kõrgusest maapinnast. Kõige vähem tungib servast valgust sisse maapinna ligidalt, ning enim võra tipust. Näiteks Kagu-Austraalia eukalüpti metsas oli ühe meetri kõrgusel maapinnast 75% kogu valguse erinevustest tuumalaga esimese kuue meetri sees, samas kui kõrgemal ulatus kuni 30m kaugusele (Dignan & Bren, 2003).

Valguse rohkust mõjutavad enim serva suund, kaugus servast ja taimestiku kõrgus ja tihedus (eg. Dignan & Bren, 2003). Põhjapoolkera metsades on valguse hulk suurem lõuna- ja edelaservades, kuna päikesekiirguse maksimum on seal just keskpäeval (eg. Chen *et al.*, 1995). Lõunaservas on täheldatud nii otsese kui hajunud kiirguse hulga suurenemist, põhjaservas vaid hajunud valguse hulga suurenemist. Lõunaservas olid erinevused märgata veel 70m kaugusel servast (Burton, 2002). Lõunapoolkeral on aga valguse erinevus võrreldes tuumalaga suurim põhjaservades, kus valgust võib servas olla kuni 65% rohkem kui tuumalas (Dignan & Bren, 2003). Soomes samblike uurides leiti et, samblike liigirikkus ning arvukus on lõunaservades oluliselt väiksem kui põhjaservades või tuumalal ning isendid on servas väiksemad. Seda seletati just kõrgema kiirguse hulgaga ning seeläbi ka kõrgemate temperatuuride ja kuivema kasvukohaga (eg. Kivistö & Kuusinen, 2000; Esseen, 2006). Sarnase tulemuseni jõuti ja Rootsis samblaid uurides, kuid nende puhul erinesid servad liigirikkuses ja arvukuses vaid vahetult serva läheduses (Hylander, 2005).

Servast metsa sisemuse poole väheneb noortaimede arv ning suureneb täiskasvanud puude katvus ja osakaal (eg. Oosterhoorn & Kappelle, 2000; Burton, 2002). Noortaimi on servas rohkem, kuna seal ei takista nende kasvu vanade puude vari nii tugevalt kui metsa sisemuses (eg. Burton, 2002). Noortaimede rohkust on sõltuvalt metsa tüübist täheldatud kuni 625m servast (Tabel 1) (Michels *et al.*, 2017). Suurema valguskiirguse hulga tõttu servas kasvama hakanud noortaimedel on oluline roll välismõju stabiliseerimisel. Näiteks on leitud, et sõltuvalt piirkonnast kuni viis aastat peale raiet on välismõju ulatus väiksem ning stabiliseerunud, kuna serva on tekkinud rohkem pioneerliike ja noortaimi, mis puhverdavad välismõjusid. Samas on selle ajaga kadunud servast tuumalale iseloomulikud liigid (eg. Laurance, 1991).

Suurema valgusele eksponeerituse tõttu muutub ka servade liigiline koosseis (eg. Laurance, 1991). Servades on rohkem häiringulembeseid taimi ja vähem tuumalale iseloomulikke liike (eg. Laurance *et al.*, 2002). Liike leidub servas rohkem ka seetõttu, et need pakuvad elupaika nii raiest jäänud metsataimedele kui ka valgusnõudlikumatele liikidele, kellele varasem tihe mets eluks ei sobinud (eg. Oosterhoorn & Kappelle, 2000). Näiteks, Austraalia troopiliste vihmametsade servades esines rohkem liaane, kalmuseid ja perekondade *Solanum* ja *Dendrocnide* esindajaid (Laurance, 1991). Servaalades kasvavad liaanid, aga omakorda vähendavad puude elujõulisust ja kasvu (eg. Laurance *et al.*, 2002).

### **1.1.3 Õhutemperatuur**

Juhul kui metsafragmendiga piirneval alal on erinev õhutemperatuur, mõjutab see ka fragmendi servaala pinnasetemperatuuri ning niiskust. Enamasti on erinevused eriti suured päikeselistel päevadel (eg. Davies-Colley *et al.*, 2000). Erinevat tüüpi metsades on õhutemperatuuri muutuseid mõõdetud eri kaugusteni (Tabel 1). Oluline on ka temperatuuri ja ilmakaare koosmõju: mõju on põhjapoolkeral suurim lõuna suunas olevates servades, kuna seal on päikese kiirguse hulk ja õhutemperatuur keskpäeval suurimad (eg. Chen *et al.*, 1995). Hõredamates metsades ulatuvad õhutemperatuuride erinevused kaugemale fragmendi siseosasse, kui tihedates metsades. Troopikas tekitavad kõrgemad temperatuurid ning seeläbi suurenenud aurumine taimedele rohkem stressi ning suureneb servas surnud orgaanilise aine mass (eg. Laurance *et al.*, 2002).

### **1.1.4 Pinnasetemperatuur**

Pinnasetemperatuuri ulatus ning muutumine sõltub õhutemperatuurist, kuid on reeglina väiksema ulatusega (Tabel 1) (eg. Chen *et al.*, 1995). Mida suuremad erinevused on õhutemperatuuris servas võrreldes tuumalaga, seda suuremad erinevused on ka pinnase temperatuuris. Pinnasetemperatuur mõjutab aga vee aurumist ning sellega pinnase niiskust (eg. Chen *et al.*, 1995).

### **1.1.5 Õhuniiskus**

Õhuniiskuse taseme erinevused metsafragmentide serva ja siseosa vahel sõltuvad õhutemperatuurist ning tuule kiirusest. Mida kõrgem temperatuur ning tugevam tuul servas on, seda kuivem on sealne õhk. Enamasti on servas õhk kuivem kui tuumalas ning erinevused on suuremad suvisel aastaajal ja päevasel ajal (eg. Chen *et al.*, 1995). Näiteks,

USA ebatsuuga metsas oli suhtelise niiskuse erinevus serva ja tuumala vahel oli tugevaim keskpäeval (Chen *et al.*, 1995). Erinevat tüüpi metsades on niiskuse erinevusi võrreldes tuumalaga mõõdetud eri kaugusteni (Tabel 1). Avamaastikuga piiratud metsafragmentides on niiskuse kõikumised suuremad kui metsas, kuid erinevused on märgatavad vaid päikesepaistelisel päeval (eg. Davies-Colley *et al.*, 2000). Kuna troopikas on servas vähem õhuniiskust lagunevad taimejäänused seal kauem ja need kipuvad servas kuhjuma, mis vähendab aga seemnete idanemist ja idandite elujõulisust (eg. Laurance *et al.*, 2002).

## 1.2 Saasteained

Saasteained võivad metsafragmentidesse tungida nii mullavee kui õhu kaudu. Peamiselt jõuavad põldudel kasutatavad väetised ja pestitsiidid metsa väetamise ajal puhuva tuulega (eg. Knight *et al.*, 2010). Herbitsiidide levimist metsa ning sellega kaasnevaid taimestiku muutusi peetakse ulatuslikumaks probleemiks kui väetiste levimist (eg. Boutin & Jobin, 1998). Intensiivse põllumajanduse lähedal asuvate fragmentide servades on rohkem lühiealisi rohhtaimi ning võõrliike, kuid üldine liigirikkus on väiksem kui madala põllumajandusega alade läheduses (Boutin & Jobin, 1998). Samas võivad herbitsiidid tingida ka metsataimede surma fragmenti servas: näiteks herbitsiidide tõttu suri Inglismaal 12,5% metsa serval olevatest tuumalale iseloomulikest pärismaisetest taimeisenditest ning ainult 26% allesjäänud isenditest suutsid sellistes tingimustes õitseda. Enim põhjustasid herbitsiidi kahju haisvale kurerehale (*Geranium robertianum*), millest lausa 90% isenditest suri (Gove *et al.*, 2007).

## 1.3 Võõrliigid

Metsafragmentiga piirnevatelt aladelt võivad fragmenti levida võõrliigid. Võõrliigid on probleemiks, kuna konkureerivad kohalike liikidega ja võivad sedakaudu ohustada kohalike ökosüsteemide toimimist ning pärismaiste liikide püsijäämist. Põldudelt levivad metsa enamasti välismaised umbrohud ning majapidamistest dekoratiivtaimed (eg. Brothers & Spingarn, 1992). Kuna võõrliigid on valdavalt valgusnõudlikud taimed, siis on neid rohkem avamaastikes ja levivad sealt edasi metsadesse (eg. Duguay *et al.*, 2007).

Võõrliikide hulk metsafragmentides sõltub linnade lähedusest. Näiteks on leitud, et linnade lähedastes metsades võib olla kuni 40% rohkem võõrliike kui põllumaa või

teist tüüpi metsaga piirnevates fragmentides (Duguay *et al.*, 2007; Gavier-Pizarro *et al.*, 2010). Samuti esines võõrliike võrreldes tuumaladega rohkem aladel, kus oli hiljuti toimunud raie, kuna seal oli toimunud tugev häiring ning raie tõttu rohkem valgust (eg. Gavier-Pizarro *et al.*, 2010).

USA-s Indiana osariigis uuritud pöögi- ja vahtrametsades leiti, et taimsete võõrliikide sissetung polegi sealsete metsafragmentide jaoks kuigi suur oht, kuna servast metsa sisemuse poole võõrliikide liigiline mitmekesisus ja sagedus langesid järsult ning metsa sisemus oli valdavalt võõrliikidest puhas (Brothers & Spingarn, 1992). USA-s Indianas esines 64% võõrliikidest ainult metsa piiril ja metsa sisemusse ei tunginud ning vaid 10% suutsid levida kuni kaks meetrit servast tuumala poole (Brothers & Spingarn, 1992). Kuigi Kanada linnalähedastes metsafragmentides oli 16% kõikidest liikidest võõrliigid (Duguay *et al.*, 2007) ning USA-s Wisconsinis esines 81% vaadeldud majapidamiste lähedustes asuvates metsadest vähemalt üks invasiivne võõrliik oli võõrliikide tihedus üldiselt madal. Wisconsinis oli ainult 10% vaadeldud aladest invasiivide katvus suurem kui 5% kogu taimestiku katvusest (Gavier-Pizarro *et al.*, 2010). Teatud juhtudel on aga ka võõrliigid suureks probleemiks. Näiteks Wisconsinis oli 2% vaadeldud aladest võõrliikide katvus üle 35% ja 1% sellest lausa üle 50% (Gavier-Pizarro *et al.*, 2010). Põhjapoolkera soojade lõuna- ja lääneservade ning külmade põhja- ja idaservade võrdluses on näha, et kui võõrliigid üldse metsa tungivad, siis pigem soojadest ning päikesepaistelistest lõuna- ning lääneservadest (Tabel 1) (eg. Brothers & Spingarn, 1992; Fraver, 1994). Soojemad ning päikesepaistelisemad servad on sageli pärismaisetele metsaliikidele stressirohkeks elupaigaks, see aga laseb võimust võtta võõrliikidel. Üllatuslikult pole leitud, et võõrliike oleks rohkem häiludes või teeradade ääres. Seda seletatakse sellega, et häilud ja teed on liiga väikesed, et seal märgata olulist valguse hulga kasvu, kuna ümbritsevad puud varjavad suurema osa valgusest siiski ära (Brothers & Spingarn, 1992).

## 2. Metsafragmentide kaitsmine välismõjude eest

Kirjandusotsingutest selgus, et eksperimentaalseid töid puhvrite efektiivsuse kohta metsafragmentide loodusväärtuste kaitseks on ka viimaste kümnendite jooksul lisandunud väga vähe, seega on just metsafragmentide kaitseks puhvrite loomisel praktikas tõsine lünk (eg. Martino 2001, Henshaw & Ursic, 2012). Põhiliselt võib teaduskirjandusest leida teoreetilisi soovitusi puhvri laiuseks olenevalt erinevate välismõjude tugevusest ning ilmakaarest, kuid leidub ka üksikuid töid mis käsitlevad puhvri tihedust, liigilist koosseisu või kõrgust.

Põhiliselt vaadeldakse puhverala kui pikendust kaitstavale metsale, kus on lubatud mõõdukas inimtegevus, kuid vähem on rõhku pandud selle kui efektiivne see on kaitsmaks väärtuslikku metsa (Martino, 2001). Mitmetes riikides Lõuna-Ameerikas on kehtestatud seadus, mis fikseerib, kui laia puhvri peaks kaitstava fragmendi ümber jätma. Sellistel puhkudel on sageli probleemiks, et seadus ei arvesta fragmendi suuruse või selle reaalsest loodusväärtusest tulenevate kaitsevajadustega (USDA, 2001; Perelló *et al.*, 2012). Ühtse puhverala laiuse vastu on ka välja toodud, et ei saa tõmmata paralleele erinevat tüüpi, suurust, geograafiliselt erinevate asukohtade metsade vahele, et neid kaitsta sama puhvriga. Puhvri laius oleneb konkreetset metsa ümbritsevatest aladest ning fragmendi tuumala omadustest. Ka lähestikku asuvates sama tüüpi metsades võivad olla välistegurid erineva mõjuulatusega, sõltuvalt ümbritsevast keskkonnast, ning vajavad seetõttu erineva laiuse ja tüübiga puhvreid (Murcia, 1995). Ka sama fragmendi ulatuses ei ole mõistlik igale poole luua sama lai puhver, kuna mõjud on eri ilmakaartest erineva tugevusega, ning fragmenti ümbritsevad alad on erineva mõjuga (Li *et al.*, 1999). Hiina Rahvavabariigis loodi ühele kaitsealale nelja erineva laiusega puhvreid olenevalt mõjude tugevusest (Li *et al.*, 1999). Samas on leitud ka, et kui seaduses pole kohustuslikku puhvri laiust määratud jääb tihtipeale puhver üldse tegemata või pole see piisavalt efektiivne kaitsmaks metsafragmendi loodusväärtusi (Freitas Lima & Ranieri, 2018).

Mida sarnasemad on fragmenti ümbritsev ala fragmendi endaga, seda vähem on seal välismõjusid ning seda vähem vajab see puhverdamist (eg. Aragón *et al.*, 2015). Puhvri rajamiseks metsafragmentidele saaks näiteks õppust võtta veekogude kaitseks mõeldud puhvrite loomisest, kus enne nende rajamist tehakse kindlaks, mida kaitstakse, millised välismõjud seda kõige enam ohustada võivad ning mida oleks vaja teha nende vähendamiseks. Peale nende vaadeldakse ka konkreetse koha omadusi – pinnamoodi,



valgala, ümbritsevate alade omadusi, sest need võivad oluliselt kas soodustada või takistada eesmärgi saavutamist (Ring *et al.*, 2018).

Puhvrite rajamisel on kahte tüüpi olukordi: puhvrid luuakse fragmendi tekkimisega, ning on praktikas pikenduseks kaitstavale metsale, või puhvrid luuakse juba tekkinud fragmendile istutamisega või tekivad looduslikult.

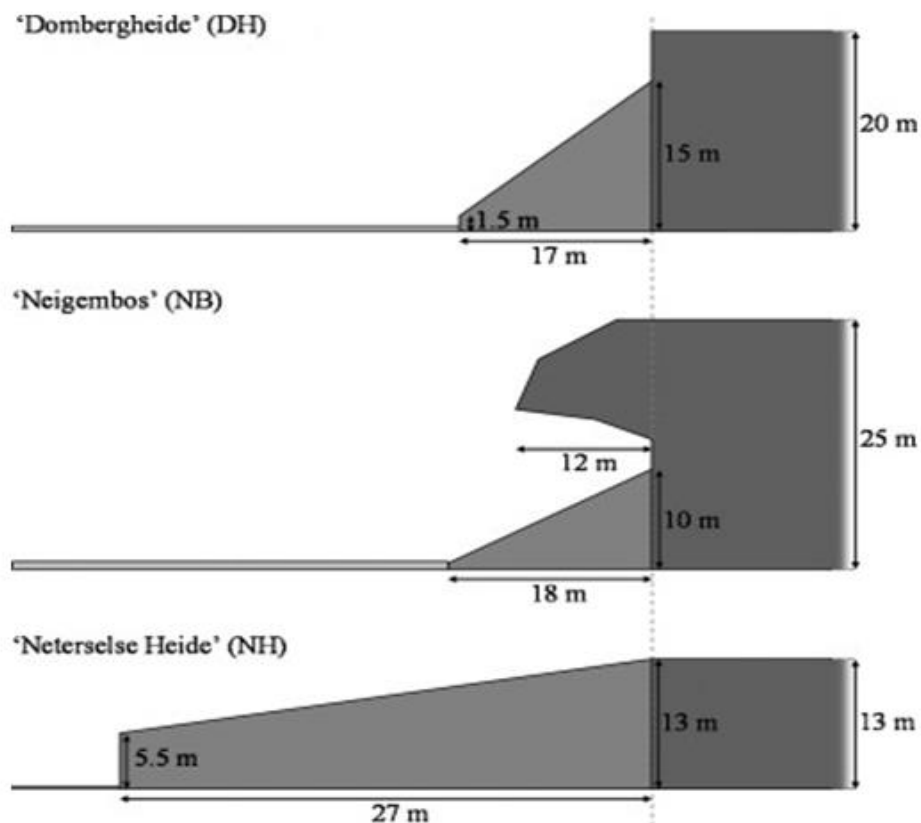
## 2.1 Puhvri laius

Kuna selgus, et mitmete mikrokliimategurite mõju sõltub ilmakaarest, tuleks puhvri laiuste määramisel ühe aspektina lähtuda ilmakaarest. Näiteks: kuna Kagu-Austraalias on valguse mõju suurim just põhjapoolsetel külgedel, siis on arvutuslikult leitud, et kui lubatud valguse hulga suurenemine võrreldes raie eelse metsaga on 20% peaks põhja poolsele küljele jätma vähemalt 73m laiuse puhvri samast metsast (Dignan & Bren, 2003). Põhjapoolkeral peaksid kaitseks valguse eest olema laiemad puhvrid lõunapoolsetes servades. Tuule tugevust on puhvri kujundamisel võimalik arvesse võtta valides puhveralale teatud tingimustele vastavad puud. Näiteks kuna Kanada valdavad tuuled on just lõuna ja edela suunast, siis selleks, et vähendada just lõunaservas tuule mõju peaks sinna jätma jämedamaid puid ja eemaldama peenemaid, et need kukkudes ei vigastaks muidu elujõulisi puid (Burton, 2002). Kuna Eesti valdavad tuuled on lõuna- ja läänekaarest, siis tehes laiemad puhvrid just nendesse suundadesse kaitseksid need korraga nii valguse kui tuule suuremate mõjude eest. Eriti vajaksid Eestis tuule eest kaitset just madala juurestiku tõttu kuuserikkad metsad.

Puhverala laius ja kuju peaksid lisaks lähtuma ka metsafragmendi suurusest ja kujust. Mida väiksem on kaitstav metsafragment, seda laiem peaks olema puhverala selle ümber. Näiteks, Brasiilias leiti, et elujõulise opossumlase, *Micoureus paraguayanus* populatsiooniks on vaja alasid üle 5000 ha. Vastavalt soovitati rakendada sihtpindalast väiksematele aladele seda laiem puhver, mida väiksemad need olid (Alexandre *et al.*, 2010). Raiet korraldades oleks oluline ka jälgida, et allesjääv metsafragment oleks sellise kujuga, mis tekitaks võimalikult vähe serva, näiteks ring või luua sellise kuju saamiseks puhver (Chen *et al.*, 1995).

## 2.2 Puhvri kõrgus

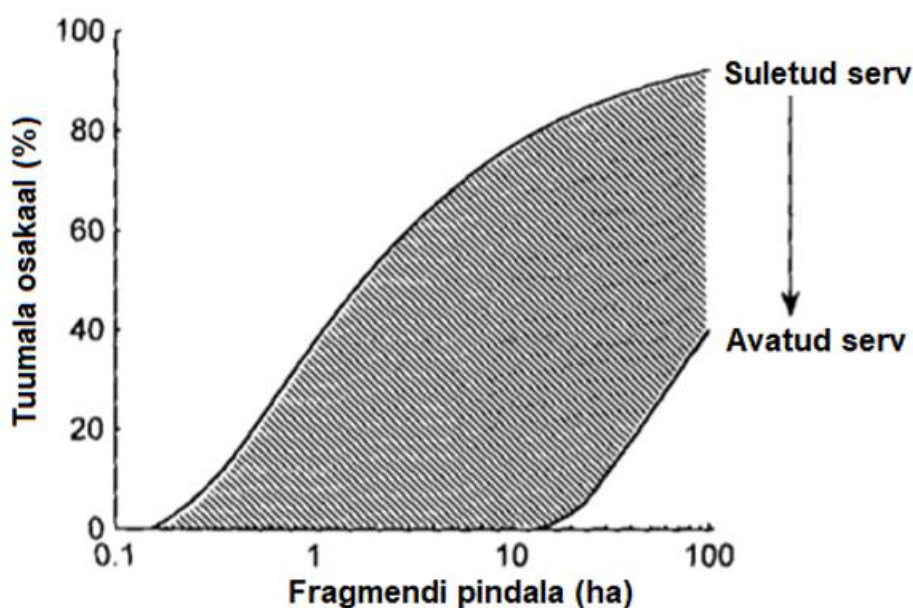
Teatud olukordades võib lisaks puhvri laiusele olla oluline ka selle kõrgus. Näiteks katsetati Belgias ja Hollandis, milline puhver oleks kõige efektiivsem kaitsmaks metsafragmente õhusaaste eest. Katsetati järkjärgulisi puhvreid, st: metsale lähemal olevad taimed on kõrgemad ning avamaastiku poole nende kõrgus väheneb. Eeldati, et kuna õhusaaste levib tuulega, siis vähendades tuule tugevust servas või juhtides tugevam tuul metsast üle väheneb metsa koguneva saaste hulk. Puhveralade eesmärk oli kaitsta metsakooslust õhusaaste ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$  ja  $\text{NH}_4^+$ ) eest, kuna liigne lämmastik soodustab teatud taimede kasvu, see aga inhibeerib teiste taimede kasvu ning väheneb liigiline mitmekesisus. Kõigil kolmel alal oli erinevat tüüpi ja laiusega puhverala (joonis 3). Kõige efektiivsemaks osutus järsu kallakuga puhver, st selline kus taimede kõrgus langes järsult alates metsaservast ning metsapoolne osa polnud oluliselt madalam kui puud metsaservas (joonisel: DH). Sellise puhvri puhul liikus tuul koos saasteainetega metsast üle. Teine, kujult sarnane puhver (joonisel: NB), ei osutunud nii efektiivseks, kuna puhvri taimed olid palju madalamad kui metsapiir ning kõrgemad puud ulatusid puhvri kohale. Sellisel juhul ei suunatud tuult üles ja saasteained kogunesid metsapiiril esimeste kõrgemate puude juures. Kolmas puhver (joonisel NH), mis oli avamaastiku poolses otsas järsuservaline, pikk ning väikese kaldenurgaga ei osutunud samuti nii efektiivseks, kuna sirgete metsaservade puhul ei ole midagi, mis tuult eelnevalt ülespoole suunaks, ning saasteaine kogunes puhvri sees (Wuyts *et al.*, 2009).



Joonis 3. Kolm erineva kuju ning kõrgusega puhvrit tuulega leviva õhusaaste puhverdamiseks. Alad lühenditega DH ja NB asusid Belgias ning ala lühendiga NH Hollandis. Puhver (joonisel heledam hall) koosneb kõrgemas osas puudest ja põõsastest ning madalamas osas rohhtaimeidest, puhverdatav ala (joonisel tumedam hall) on mets (Wuyts *et al.*, 2009).

## 2.3 Puhverala looduslik uuenemine

Puhvri tekitamiseks juba olemasolevasse järsku metsaserva peetakse oluliseks puhverala kujundamist kiirelt kasvava, tiheda taimeistikuga. Selleks võib soodustada olemasolevate kohalike liikide kiiret kasvu või ka servaalale puid istuda (Chen *et al.*, 1995). Kiirekasvuliste kohalike liikide olulisest puhverdavast mõjust on näide Amazonase troopilistest metsadest, kus metsaserv uuenes kiirekasvulise ja tiheda pioneerliigi *Cecropia* spp. kooslusega ning leiti, et sellise serva puhverdamisvõime oli kuni viis korda parem kui põlengujärgselt hõredakasvulise *Vismia* spp kooslusega uuenenud serv (joonis 4) (Didham & Lawton, 1999). Leiti, et *Vismia* spp. puhverdatus serva puhul oli servamõjuline õhutemperatuuri muutus märgatav 10 korda kaugemal kui suletud *Cecropia* spp serva puhul. Avatud *Vismia* spp servas oli muutust märgata veel 184m kaugusel servast. Lisaks olid *Vismia* spp servad kuivemad, vähesema ning kuivema kõduga ning madalama ning hõredama võraga (Didham & Lawton, 1999). *Cecropia* spp servas on ka rohkem tuumale iseloomulikke liike kui avatud *Vismia* spp servas (Laurance *et al.*, 2002).



Joonis 4. Serva avatuse seos metsafragmendi suuruse ning välismõjudest puutumata ala vahel. Avatud *Vismia* spp servaga fragmendis on rohkem välismõjudest puutumata ala kui sama suures suletud *Cecropia* spp servaga fragmendis (Didham & Lawton, 1999).

Puhvrid võivad olla kas looduslikud või tehislikult soodustatud või lausa istutatud. Kiirekasvulistes metsades, nagu vihmametsa alad, puhverdavad fragmendid ennast kiiremini kui alad, kus kasv on aeglasem, kuna järelkasv servades on oluliselt kiirem (eg. Laurance, 1991). Seega tasuks tehisliku puhvri peale mõelda aladel, mille järelkasv on liiga aeglane, et ennast ise puhverdada.

Nooremad servad on välismõjudele haavatavamad, kuna pole tekkinud veel looduslikku puhvrit kahe eri tüüpi koosluse vahele ehk need on avatud. Ajapikku võib servas tekkida tihedam põõsaste ja rohtsete taimede kasv ehk, suletud serv ja sel juhul välismõjude ulatus väheneb (eg. Wicklein *et al.*, 2012).

## 2.4 Puhverala istutamine

Istutatud puhvri pikaajalisema mõju kohta on näide Uus-Meremaalt, kus uuriti metsafragmente ümbritseva 200m laiuse 20-70 aastaste istutatud mändidest puhvri mõju metsafragmentide mikrokliimale. Leiti, et istutatud mändidega piirnevas metsas olid serv ning tuumala näitajatelt sarnasemad kui järsk serv võrreldes tuumalaga, ning et servad on jahedamad ja varjulisemad kui puhvrita servas. Leiti, et PAR-i (fotosünteetiliselt aktiivne kiirguse hulk; ingl. *photosynthetically active radiation*) hulga erinevus tuumalaga suureneb puhvrita servas ligi kaheksa korda võrreldes männipuhvriga servaga ning ulatub viis korda kaugemale. Samuti olid suured erinevused õhutemperatuuris. Õhutemperatuuri erinevus tuumalaga oli puhvriga servas kuus korda väiksem kui puhvrita servas, kus temperatuur oli lausa 2,2°C kõrgem kui tuumalal. Leiti, et eriti tugevasti erinesid tulemused põhja servas, kus näitajad olid ekstreemsemad, kuna serv sai rohkem päikesevalgust (Denyer *et al.*, 2006). Selline puhver võiks pakkuda piisavat kaitset ka siis, kui seal läbi viia valikraiet palkide saamiseks ning istutada raiutud aladele koheselt uued männid, mis on puhverdamiseks efektiivsed 10-12 aastaga (Denyer *et al.*, 2006). Selleks, et puhverdada metsafragmente võiks selle äärde istutada või nende kasvu soodustada 10m ulatuses kiiresti kasvavate, valguslembeste tihedate omamaiste puudega (Denyer *et al.*, 2006).

Hispaanias uuriti erinevat tüüpi puhvrite mõju tuumalale iseloomulike sammalde ja samblike näitel. Võrreldi, kuidas erinevad samblad ja samblikud istutatud männi-, tamme-segameta- või võsastikupuhvriga metsades. Leiti, et suurimad erinevused tuumalaga olid just võsastikuga ümbritsetud metsas (Aragón *et al.*, 2015). Seega on mõistlik lisaks näiteks võsapuhvrile jätta metsafragmendi serva ka puhver samast metsast,

et vähendada erinevusi puhvri ja kaitstava metsa vahel. Ka Soomes näidati, et ka meil levinud palumetsa mustika kasvukohatüübis pole mõistlik servades soodustada ainult laialeheliste lehtpuude kasvu, kuna lehtpuud võivad servast rohkem sisemuse poole tungida ja kuigi servad on suletud välismõjude eest muudavad lehtpuud okasmetsa ilmet servades oluliselt. Selleks, et seda vältida, soovitati servadesse istutada okaspuid (Hamberg *et al.*, 2009).

Pestitsiidide levikut põldudel aitab vähendada metsafragmendi äärde jäetud põlluriba, kus taimekaitsevahendid jäetakse pritsimata. Kui põldude servades on vähemalt kuue meetri laiune ala, kus kasutatakse vähem väetisi ja taimekaitsevahendeid, siis nende jõudmine metsa on minimaalne (Boutin & Jobin, 1998). 1998 aastal kasutatud väetiste ja mürkide ning nende laiali kandmise meetoditel levisid aga mürkained metsa 18 m ka siis kui jäeti põllult nelja meetri laiune ala saasteainetega töötlemata (de Jong *et al.*, 2008). Kuna saasteained levivad ka tuulega on välja pakutud ka võsapuhvri loomist, mis aitaks vähendada tuule tugevust ning sellega ka saasteainete tungimist kaitstavasse metsafragmenti (Wuyts *et al.*, 2009). Veekogude äärsetes kooslustes on märgatud, et liigsete toitainete, pestitsiidide ning setete voolu veekogusse aitab puhverdada lisaks puudepuhvri sellele eelnev tihe rohhtaimesest puhver (Knight *et al.*, 2010). Sarnane efekt võiks esineda ka metsade puhverdamisel, kus lisaks õhu kaudu levivate saasteainete puhverdamiseks on loodud võsapuhvri on ka tihe rohhtaimesest ala, mis aitab vähendada veega edasikanduvate saasteainete mõju.

Energiavõsa oleks aga üks võimalik moodus rajada puhvreid eramaale. Rootsis läbi viidud küsitlusest tuli välja, et enamik maaomanikke on nõus sellega, et maa jääb neile, kuid nad saavad kompensatsiooni selle eest, et majandustegevus on seal piiratud, kui sellega et, maa ostetakse neilt välja ja liidetakse kaitstava alaga (Götmark *et al.*, 2000). Energiavõsa annaks võimaluse maaomanikel oma maalt tulu saada, kuid samas oleks kaitstud metsa serv mitmete välistegurite eest.

## Kokkuvõte

Põhilisteks metsafragmente ohustavateks teguriteks on välja pakutud mikrokliimat, saasteaineid ja võõrliike. Mikrokliima, sealhulgas tuul ning valgus, on nendest kõige suurema ning ulatuslikuma mõjuga. Kuna saasteained levivad valdavalt tuulega ning võõrliikide esinemist mõjutab valguse olemasolu vähenevad mikrokliima mõjureid vähendades ka nende ulatus. Tuule ning valguse mõju ulatus sõltub eelkõige sellest, mis ilmakaarde on serv avatud. Kuna Eestis on valdavad tuuled lõuna- ja läänekaartest ning valgust on samuti rohkem lõunaservades vajaksid Eesti metsad laiemat puhvrit just lõuna- ning läänesuundadesse. Mida suurem ning korrapärasema kujuga on fragment, seda väiksem osakaal sellest on välisteguritest mõjutatud ning seda väiksemat puhvrit see vajab. Samuti võib välismõjude efekt ning tugevus olla liigiti erinev, kuna erinevad liigid taluvad erineva ulatusega keskkonna muutusi. Seega oleks oluline teada, milline mõju ohustab just konkreetse fragmendi loodusväärtusi kõige enam ning selle põhjal rajada ka puhvreid.

Põhiliselt on puhvrite loomiseks välja pakutud suurema ala sama metsa jätmist metsa serva. Laiused sõltuvad sellest, mille eest fragment kõige enam kaitset vajab, kuid suurimad pakutud laiused on 500-700 m kaitseks tugevate tuulte eest (Michels *et al.*, 2017). Kui suuremat ala sama metsa pole võimalik enam jätta on välja pakutud ka servas olevate kiirekasvuliste pärismaisete liikide kasvu soodustamist või ka puude, põõsaste ning rohttaimede istutamist, et tekitada suletud serva, kuna suletud servast ulatuvad välismõjud vähem metsa sisemuse poole kui avatud servas. Teisest küljest võib puude ning põõsaste istutamine ning rohttaimede külvamine metsaserva kaasa tuua nende levimise metsa sisemuse poole ning serva ilme muutumise. Samuti tuleks tähele panna, et puhvri kõrgus ei tohiks olla metsa servas madalam kui kaitstava metsa puud, et kaitsta neid tuulega levivate saasteainete eest.

Puhvreid on teaduskirjanduses sageli välja toodud kui võimalikke vahendeid metsafragmentide kaitseks, kuid eksperimentaalseid töid nende edukusest on vähe. Teaduskirjandusest võib leida töid, mis kirjeldavad välistegurite tõttu servas toimuvaid muutusi, kuid nende vähendamine jäetakse tihtipeale käsitlemata või lähtuvalt välismõju tugevusest soovitatakse sama laia puhvrit. Tulevikus oleks vaja rohkemate eksperimentaalsete tööde peale toetuvat soovituslikku juhendit puhvrite loomiseks.

## Summary

The main external factors that threaten forest fragments are considered to be microclimate, pollutants and alien species. Microclimate, including wind and light, are the factors that have biggest effect. Pollutants spread mostly by wind and alien species are favored by increased light availability, therefore reducing the effect of microclimate factors would decrease the effect of pollutants and alien species penetration as well. Abundance of light and winds are affected by cardinal directions of the fragment edge. Because prevailing winds in Estonia are from south and west and more light comes from south, in Estonia wider buffers are needed in those directions. Larger and more regularly shaped forest fragments have a bigger proportion of area that is not compromised by external impacts, and therefore, they need narrower buffers than smaller and more irregular fragments. The impact and intensity of external factors may differ by species, because different species withstand different amount of changes in their habitat. Thus it is important to know which external factors may threaten the natural values of forest the most and create buffers considering that.

The main recommendation for buffers are larger areas of the same forest at the edge. The widths of the buffer depend on what is the most significant external impact that the fragment needs protection against. However, the largest buffers recommended are between 500 and 700 meters against strong winds (Michels *et al.*, 2017). Furthermore, if it is impossible to leave large forest areas at the edge of the forest, it is suggested to enhance the growth of native fast growing species or plant trees, bushes and herbaceous plants to create closed edges, because at closed edges, external impacts penetrate less into the forest fragment than at open edges. However planted trees, bushes and seeded herbaceous plants may spread into the fragment and may change the composition of the edge. In one article it was pointed out, that the buffer should not be lower than the first trees of the forest to protect forests against pollutants that spread with wind.

Buffer zones are said to be an opportunity to protect the natural values of forest fragments from external impact, however there are extremely few articles that describe the effectiveness of the buffer zone. There are quite a few scientific articles that describe changes at the edge due to external factors, however mitigating those external factors are often left undiscussed or it is recommended to left as wide buffer as external factors penetrate. In the near future, instructions, based on a large number experimental works, are needed for creating buffers.



## **Tänuavaldused**

Soovin tänada oma juhendajat Kadri Runnelit, kes oli abiks heade suuniste, kriitilise meele ja järjepideva tagasisidega.

## Kasutatud kirjandus

1. Alexandre, B., Crouzeilles, R., & Eduardo Viveiros Grelle, C. (2010). How Can We Estimate Buffer Zones of Protected Areas? A Proposal Using Biological Data. *Natureza & Conservação*, 165–170. <https://doi.org/10.4322/natcon.00802010>
2. Aragón, G., Abuja, L., Belinchón, R., & Martínez, I. (2015). Edge type determines the intensity of forest edge effect on epiphytic communities. *European Journal of Forest Research*, 443–451. <https://doi.org/10.1007/s10342-015-0863-5>
3. Aune, K., Jonsson, B. G., & Moen, J. (2005). Isolation and edge effects among woodland key habitats in Sweden: Is forest policy promoting fragmentation? *Biological Conservation*, 89–95. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.015>
4. Boutin, C., & Jobin, B. (1998). Intensity of agricultural practices and effects on adjacent habitats. *Ecological Applications*, 544–557. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0544:IOAPAE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0544:IOAPAE]2.0.CO;2)
5. Brothers, T. S., & Spingarn, A. (1992). Forest Fragmentation and Alien Plant Invasion of Central Indiana Old-Growth Forests. *Conservation Biology*, 91–100. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1992.610091.x>
6. Burton, P. J. (2002). Effects of clearcut edges on trees in the sub-boreal spruce zone of Northwest-Central British Columbia. *Silva Fennica*, 329–352. <https://doi.org/10.14214/sf.566>
7. Chen, J., Franklin, J. F., & Spies, T. A. (1995). Growing-season microclimatic gradients from clearcut edges into old-growth Douglas-fir forests. *Ecological Applications*, 74–86. Retrieved from Scopus.
8. Davies-Colley, R. J., Payne, G. W., & Van Elswijk, M. (2000). Microclimate gradients across a forest edge. *New Zealand Journal of Ecology*, 111–121. Retrieved from Scopus.
9. de Jong, F. M. W., de Snoo, G. R., & van de Zande, J. C. (2008). Estimated nationwide effects of pesticide spray drift on terrestrial habitats in the Netherlands. *Journal of Environmental Management*, 721–730. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.12.031>
10. Denyer, K., Burns, B., & Ogden, J. (2006). Buffering of native forest edge microclimate by adjoining tree plantations. *Austral Ecology*, 478–489. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2006.01609.x>

11. Didham, R. K., & Lawton, J. H. (1999). Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica*, 17–30. Retrieved from Scopus.
12. Dignan, P., & Bren, L. (2003). Modelling light penetration edge effects for stream buffer design in mountain ash forest in southeastern Australia. *Forest Ecology and Management*, 95–106. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00491-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00491-7)
13. Duguay, S., Eigenbrod, F., & Fahrig, L. (2007). Effects of surrounding urbanization on non-native flora in small forest patches. *Landscape Ecology*, 589–599. <https://doi.org/10.1007/s10980-006-9050-x>
14. Esseen, P.-A. (1994). Tree mortality patterns after experimental fragmentation of an old-growth conifer forest. *Biological Conservation*, 19–28. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)90542-8](https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)90542-8)
15. Esseen, P.-A. (2006). Edge influence on the old-growth forest indicator lichen *Alectoria sarmentosa* in natural ecotones. *Journal of Vegetation Science*, 185–194. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2006.tb02437.x>
16. Ewers, R. M., & Banks-Leite, C. (2013). Fragmentation Impairs the Microclimate Buffering Effect of Tropical Forests. *PLOS ONE*, e58093. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0058093>
17. Franklin, J. F., & Forman, R. T. T. (1987). Creating landscape patterns by forest cutting: Ecological consequences and principles. *Landscape Ecology*, 5–18. <https://doi.org/10.1007/BF02275261>
18. Fraver, S. (1994). Vegetation Responses along Edge-to-Interior Gradients in the Mixed Hardwood Forests of the Roanoke River Basin, North Carolina. *Conservation Biology*, 822–832. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1994.08030822.x>
19. Freitas Lima, E. A. C., & Ranieri, V. E. L. (2018). Land use planning around protected areas: Case studies in four state parks in the Atlantic forest region of southeastern Brazil. *Land Use Policy*, 453–458. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.12.020>
20. Gavier-Pizarro, G. I., Radeloff, V. C., Stewart, S. I., Huebner, C. D., & Keuler, N. S. (2010). Rural housing is related to plant invasions in forests of southern

- Wisconsin, USA. *Landscape Ecology*, 1505–1518. <https://doi.org/10.1007/s10980-010-9516-8>
21. Gehlhausen, S. M., Schwartz, M. W., & Augspurger, C. K. (2000). Vegetation and microclimatic edge effects in two mixed-mesophytic forest fragments. *Plant Ecology*, 21–35. <https://doi.org/10.1023/A:1009846507652>
  22. Gove, B., Power, S. A., Buckley, G. P., & Ghazoul, J. (2007). Effects of herbicide spray drift and fertilizer overspread on selected species of woodland ground flora: Comparison between short-term and long-term impact assessments and field surveys. *Journal of Applied Ecology*, 374–384. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01261.x>
  23. Götmark, F., Söderlundh, H., & Thorell, M. (2000). Buffer zones for forest reserves: opinions of land owners and conservation value of their forest around nature reserves in southern Sweden. *Biodiversity & Conservation*, 1377–1390. <https://doi.org/10.1023/A:1008978831068>
  24. Hamberg, L., Lehvävirta, S., & Kotze, D. J. (2009). Forest edge structure as a shaping factor of understorey vegetation in urban forests in Finland. *Forest Ecology and Management*, 712–722. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.10.003>
  25. Harper, K. A., & Macdonald, S. E. (2002). Structure and composition of edges next to regenerating clear-cuts in mixed-wood boreal forest. *Journal of Vegetation Science*, 535–546. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2002.tb02080.x>
  26. Henshaw & Ursic, Beacon Environmental Limited (2012). Ecological Buffer Guideline Review. <https://cvc.ca/wp-content/uploads/2013/08/Ecological-Buffer-Guideline-Review.pdf>
  27. Hylander, K. (2005). Aspect modifies the magnitude of edge effects on bryophyte growth in boreal forests. *Journal of Applied Ecology*, 518–525. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01033.x>
  28. Kivistö, L., & Kuusinen, M. (2000). Edge Effects on the Epiphytic Lichen Flora of *Picea Abies* in Middle Boreal Finland. *The Lichenologist*, 387–398. <https://doi.org/10.1006/lich.2000.0282>
  29. Knight, K. W., Schultz, R. C., Mabry, C. M., & Isenhardt, T. M. (2010). Ability of remnant riparian forests, with and without grass filters, to buffer concentrated

- surface runoff. *Journal of the American Water Resources Association*, 311–322.  
<https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2010.00422.x>
30. Laurance, W. F. (1991). Edge effects in tropical forest fragments: Application of a model for the design of nature reserves. *Biological Conservation*, 205–219.  
[https://doi.org/10.1016/0006-3207\(91\)90139-Z](https://doi.org/10.1016/0006-3207(91)90139-Z)
  31. Laurance, W. F., Lovejoy, T. E., Vasconcelos, H. L., Bruna, E. M., Didham, R. K., Stouffer, P. C., ... Sampaio, E. (2002). Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation. *Conservation Biology*, 605–618.  
<https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01025.x>
  32. Li, W., Wang, Z., & Tang, H. (1999). Designing the buffer zone of a nature reserve: a case study in Yancheng Biosphere Reserve, China. *Biological Conservation*, 159–165. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00011-7](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00011-7)
  33. Li, Y., Kang, W., Han, Y., & Song, Y. (2018). Spatial and temporal patterns of microclimates at an urban forest edge and their management implications. *Environmental Monitoring and Assessment*, 93. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6430-4>
  34. Lindenmayer, D.B ja Fischer, J. (2006) Habitat Fragmentation and Landscape Change: An Ecological and Conservation Synthesis (lk 108-120; 197-212). Washington: ISLAND PRESS
  35. Lõhmus, A., (2016) Eesti rangelt kaitstavate metsade tüpoloogiline analüüs. [https://www.envir.ee/sites/default/files/metsade\\_range\\_kaitse\\_2016\\_alohmus.pdf](https://www.envir.ee/sites/default/files/metsade_range_kaitse_2016_alohmus.pdf)
  36. MacArthur, R. H., & Wilson, E. O. (2001). *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press.
  37. Martino, D. (2001). Buffer zones around protected areas: A brief literature review. *Electronic Green Journal*, Retrieved from Scopus.
  38. Michels, K. K., Hotchkiss, S. C., Jonaitis, E., & Thurman, A. L. (2017). A new application of change point analysis reveals extensive edge effects on a temperate mixed forest. *Applied Vegetation Science*, 651–661.  
<https://doi.org/10.1111/avsc.12325>
  39. Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 58–62.  
[https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)88977-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)88977-6)

40. Neto, T., Constantino, M., Martins, I., & Pedroso, J. P. (2017). Forest harvest scheduling with clearcut and core area constraints. *Annals of Operations Research*, 453–478. <https://doi.org/10.1007/s10479-016-2313-2>
41. Oosterhoorn, M., & Kappelle, M. (2000). Vegetation structure and composition along an interior-edge-exterior gradient in a Costa Rican montane cloud forest. *Forest Ecology and Management*, 291–307. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00101-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00101-2)
42. Perelló, L. F. C., Guadagnin, D. L., Maltchik, L., & Santos, J. E. dos. (2012). Ecological, Legal, and Methodological Principles for Planning Buffer Zones. *Natureza & Conservação*, 3–11. <https://doi.org/10.4322/natcon.2012.002>
43. Pimm, S. L. (1998). The forest fragment classic. *Nature*, 23. <https://doi.org/10.1038/29892>
44. Prins, H. H. T., & Wind, J. (1993). Research for nature conservation in south-east Asia. *Biological Conservation*, 43–46. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(93\)90071-8](https://doi.org/10.1016/0006-3207(93)90071-8)
45. Riigi Teataja, Metsaseadus, 4. peatükk: Metsa majandamine, paragrahv 23: Vääriselupaik ja selle kaitse (2006) <https://www.riigiteataja.ee/akt/106072017004>
46. Ring, E., Andersson, E., Armolaitis, K., Eklöf, K., Finér, L., Gil, W., Glazko, Z., Janek, M., Lībiete, Z., Lode, E., Małek, S., & Piirainen, S. (2018) Good practices for forest buffers to promote good surface water quality in the Baltic Sea region — A handbook. <https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/projektwebbplatser/wambaf/riparian-forests/good-practices/english---good-practices---forest-buffers.pdf>
47. Saunders, D. A., Hobbs, R. J., & Margules, C. R. (1991). Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conservation Biology*, 18–32. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1991.tb00384.x>
48. Schmidt, M., Lischeid, G., & Nendel, C. (2019). Microclimate and matter dynamics in transition zones of forest to arable land. *Agricultural and Forest Meteorology*, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.01.001>
49. Enno, S-E., (2012) Ilma vaatlemine ja ennustamine: 2.2. Eesti kliimanäitajad [https://dspace.ut.ee/bitstream/handle/10062/24920/22\\_eesti\\_kliimanitajad.html](https://dspace.ut.ee/bitstream/handle/10062/24920/22_eesti_kliimanitajad.html)

50. USDA: U.S. Department of Agriculture, U.S. Department of the Interior, (2000). Record of Decision and Standards and Guidelines for Amendments to the Survey and Manage, Protection Buffer, and other Mitigation Measures Standards and Guidelines. [https://www.blm.gov/or/plans/surveyandmanage/files/rd-rod\\_s\\_and\\_g-2001-01.pdf](https://www.blm.gov/or/plans/surveyandmanage/files/rd-rod_s_and_g-2001-01.pdf)
51. Wicklein, H. F., Christopher, D., Carter, M. E., & Smith, B. H. (2012). Edge effects on sapling characteristics and microclimate in a small temperate deciduous forest fragment. *Natural Areas Journal*, 110–116. <https://doi.org/10.3375/043.032.0113>
52. Wuyts, K., De Schrijver, A., Vermeiren, F., & Verheyen, K. (2009). Gradual forest edges can mitigate edge effects on throughfall deposition if their size and shape are well considered. *Forest Ecology and Management*, 679–687. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.09.045>

## **Lihtlitsents**

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Geili Pütsepp,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose „Metsafragmentide loodusväärtusi ohustavad välismõjud ja nende puhverdamine“, mille juhendaja on Kadri Runnel, reprodutseerimiseks eesmärgiga seda säilitada, sealhulgas lisada digitaalarhiivi DSpace kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.
2. Annan Tartu Ülikoolile loa teha punktis 1 nimetatud teos üldsusele kättesaadavaks Tartu Ülikooli veebikeskkonna, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace kaudu Creative Commons'i litsentsiga CC BY NC ND 3.0, mis lubab autorile viidates teost reprodutseerida, levitada ja üldsusele suunata ning keelab luua tuletatud teost ja kasutada teost ärieesmärgil, kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.
3. Olen teadlik, et punktides 1 ja 2 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
4. Kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei riku ma teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse õigusaktidest tulenevaid õigusi.

*Geili Pütsepp*

**22.05.2019**

**Tartu**